



# La Rochelle Territoire Zéro Carbone

Veille scientifique sur le carbone bleu  
et identification d'un réseau sur le carbone bleu/vert



Auteur : Emeline Pettex

Supervision : Christine Dupuy et Thomas Iacoue-Labarthe



24/10/2018



Communauté  
d'Agglomération de  
**La Rochelle**



Port  
Atlantique  
La Rochelle

VILLE DE  
**LA  
ROCHELLE**

## Sommaire

Introduction.....	3
1. Les puits de carbone bleu.....	4
1.1 Les couleurs du carbone et les puits de carbone bleu .....	4
1.2 Le processus de piégeage dans les puits de carbone bleu et la protection contre les effets des changements climatiques.....	4
1.3 Le potentiel de stockage des puits de carbone bleu .....	8
1.4 Les incertitudes sur les capacités de piégeage des puits de carbone bleu .....	12
2. Des milieux fragiles et menacés .....	13
2.1 Anthropisation des écosystèmes côtiers.....	13
2.2 Effets des changements climatiques sur les écosystèmes côtiers .....	15
3. Maintenir ou augmenter les capacités de stockage.....	16
3.1 Mesures de gestion pour optimiser le stockage .....	16
3.1.1 Contrôler les apports en nutriments pour augmenter le piégeage de carbone .....	18
3.1.2 Restaurer l'hydrologie pour augmenter l'accumulation de carbone.....	18
3.1.3 Contrôler les populations de bioturbateurs pour prévenir les pertes de carbone .....	19
3.2 Exemple de restauration de marais salés et effet sur le stockage du carbone.....	20
Conclusions et points clés pour le projet TIGA.....	23
Références.....	25
Annexes .....	28
Annexe A. Liste des experts internationaux.....	28
Annexe B. Paramètres environnementaux influençant la séquestration de carbone dans les habitats côtiers végétalisés (Macreadie <i>et al.</i> , 2017).....	30

## Introduction

L'urgence climatique confirmée année après année par les rapports du GIEC poussent les territoires locaux et nationaux à réduire drastiquement leurs émissions de gaz à effet de serre, principalement produits par les activités humaines. L'objectif est de tendre vers la décarbonation des énergies utilisées pour le transport, l'habitat, l'alimentation et l'industrie. De nombreuses solutions techniques existent et se développent mais la suppression complète des émissions de carbone est difficile.

Une approche novatrice pour réduire la teneur en gaz à effets de serre dans l'atmosphère consiste à combiner la réduction des émissions de CO<sub>2</sub> d'origine anthropique et le piégeage de CO<sub>2</sub> (émissions négatives) en s'appuyant sur les écosystèmes ayant une forte capacité de stockage (Canadelle and Raupach, 2008), comme cela est envisagé dans le projet TIGA. Ce changement de stratégie est relativement récent et se développe dans de nombreux projets « Zéro carbone » à travers le monde avec les connaissances acquises sur les puits de carbone naturels (Allen *et al.*, 2018).

La séquestration du carbone atmosphérique par les puits naturels a été très longtemps associée aux grands écosystèmes forestiers terrestres (IPCC, 1999). Les travaux de recherche ont mis en évidence de manière relativement récente la forte capacité de stockage du carbone à long terme dans les sédiments marins et plus particulièrement dans les habitats côtiers végétalisés, désignés sous le terme de puits de carbone bleu (Nelleman *et al.*, 2009, Mcleod *et al.*, 2011, Duarte *et al.*, 2013).

Avec 70 kilomètres de côtes, le territoire de l'Agglomération de La Rochelle présente un fort levier pour la séquestration du carbone atmosphérique émis dans ces puits de carbone bleu. Le présent rapport vise à présenter une synthèse des connaissances acquises sur le carbone bleu dans les écosystèmes côtiers végétalisés. Dans une première partie, nous détaillerons les processus de piégeage du carbone, la capacité de stockage et les incertitudes associées. Nous ferons un état des lieux global des écosystèmes côtiers et des menaces qui pèsent sur leur préservation dans une deuxième partie. Enfin, nous verrons comment il est possible d'intervenir sur le stockage du carbone dans les puits de carbone bleu, soit pour maintenir ce service écosystémique, soit pour en augmenter la capacité. Au cours de cette étude, les experts internationaux ont été identifiés et contactés, ils sont listés dans l'annexe A.

# 1. Les puits de carbone bleu

## 1.1 Les couleurs du carbone et les puits de carbone bleu

Les émissions de dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) issues de l'utilisation des énergies fossiles, des biocarburants et de la combustion du bois sont désignées par les termes de *carbone brun* pour les gaz à effet de serre et de *carbone noir* pour les particules résultant d'une combustion incomplète (Nelleman *et al.*, 2009). Ces émissions sont les principaux contributeurs du réchauffement global observé actuellement sur la planète. La réduction de ces émissions liées aux activités humaines est un des moyens les plus efficaces pour limiter le réchauffement climatique. Le total des émissions de CO<sub>2</sub> est estimé entre 7 200 et 10 000 Tg C an<sup>-1</sup> (Trumper *et al.*, 2009).

Le *carbone vert* correspond au carbone atmosphérique capté via la photosynthèse pour être stocké dans les végétaux et le sol sous forme de matière organique. Les écosystèmes terrestres ont longtemps été considérés comme les principaux contributeurs du carbone vert (forêts tempérées, boréales ou tropicales, prairies, toundra, savanes...). Nous savons désormais que 55% du carbone atmosphérique capté annuellement via la photosynthèse (carbone vert total) est en réalité capté par les écosystèmes marins. On désigne ce carbone capté par les milieux marins par le terme de *carbone bleu* (Nellemann *et al.*, 2009). Au sein de ce carbone bleu, les puits de carbone les plus efficaces correspondent aux habitats côtiers végétalisés, principalement les mangroves en zone tropicale, les marais salés et les herbiers marins, qui comptent parmi les écosystèmes les plus productifs au monde (Chmura *et al.*, 2003 ; Duarte *et al.*, 2005, Bouillon *et al.*, 2008). Les sédiments marins profonds, les sédiments des estuaires et des plateaux continentaux stockent également du carbone organique, mais les taux d'enfouissement (*burial rate*) sont bien supérieurs dans les habitats végétalisés (cf section 1.3).

La recherche sur la séquestration du carbone dans les puits naturels s'est longtemps concentrée sur les écosystèmes terrestres (en particulier les écosystèmes forestiers) et les océans, négligeant le potentiel important des écosystèmes côtiers végétalisés (Mcleod *et al.*, 2011). Désormais, la littérature scientifique associe essentiellement le terme de puit de carbone bleu aux mangroves, aux marais salés et aux herbiers marins (et semble négliger la part des sédiments littoraux, de type vaseuse).

## 1.2 Le processus de piégeage dans les puits de carbone bleu et la protection contre les effets des changements climatiques.

Les écosystèmes côtiers végétalisés, tels que les marais salés, les herbiers marins et les mangroves, jouent un rôle majeur dans la séquestration du carbone atmosphérique. Ils sont caractérisés par la présence de macrophytes submergés (herbiers marins et macro-algues) ou partiellement émergés (mangroves et marais) et se répartissent dans la zone intertidale depuis la surface et jusqu'à 40 m de profondeur (Figure 1 ; Duarte *et al.*, 2013). Ces écosystèmes stockent le carbone dans leurs sédiments,

dans la biomasse vivante (feuilles, tiges, racines...) via la photosynthèse et dans la biomasse morte présente (litière et bois mort) (Figure 2).

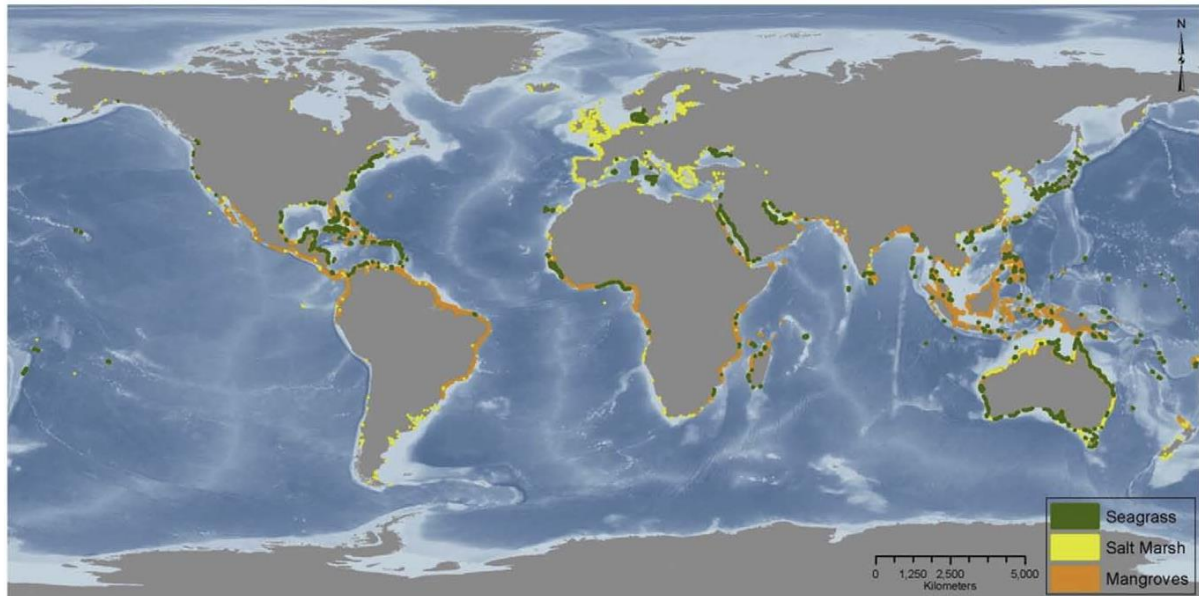


Figure 1. Distribution mondiale des herbiers marins, des marais salés et des mangroves. Sources : United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre (UNEP-WCMC); UNEP-WCMC in collaboration with the International Society for Mangrove Ecosystems (ISME). (Tirée de Pendleton *et al.*, 2012).

La durée du stockage est relativement courte dans la biomasse (échelle décennale) mais de l'ordre du millénaire dans les sédiments (Duarte *et al.*, 2005 ; Lo lacono *et al.*, 2008). Cette performance s'explique par de faibles taux de décomposition (Enriquez *et al.*, 1993), de faibles concentrations en azote et en phosphore dans les tissus végétaux, de faibles niveaux d'oxygène dans les sédiments et par une forte allocation (>50%) de la production végétale dans les systèmes racinaires et rhizomiens (Duarte *et al.*, 1998). Ce réseau sous-terrain contribue également à protéger les sols de l'érosion et à stabiliser les sédiments (Duarte *et al.*, 2013 ; Figure 2).

La séquestration du carbone par ces écosystèmes côtiers végétalisés est par ailleurs amplifiée par la capacité de leurs structures végétales à piéger des particules de carbone en suspension dans l'eau et à les stocker dans le sol (Figures 2 et 3). Des études isotopiques ont montré que de grandes quantités de carbone organique « latéralement importé » étaient piégées dans les sédiments de ces écosystèmes côtiers, pouvant atteindre 50% du carbone total stocké pour les herbiers marins (Kennedy *et al.*, 2010). Grâce à leur aptitude à piéger du carbone organique provenant à la fois de sources externes et internes, ces puits de carbone bleu « opèrent » sur une surface plus grande que celle qu'ils occupent (Mcleod *et al.*, 2011).

Les herbiers, les mangroves et les marais salés accumulent de telles quantités de carbone et de particules minérales qu'ils présentent des taux d'accrétion de sédiments (*accretion rate*) parmi les plus

élevés (Duarte *et al.*, 2013 ; Tableau 1). Les sédiments des habitats côtiers végétalisés s'accumulent verticalement (Figure 3) et présentent ainsi la particularité de ne pas être saturés en carbone, contrairement aux sols terrestres (Mcleod *et al.*, 2011 ; Chmura 2013).

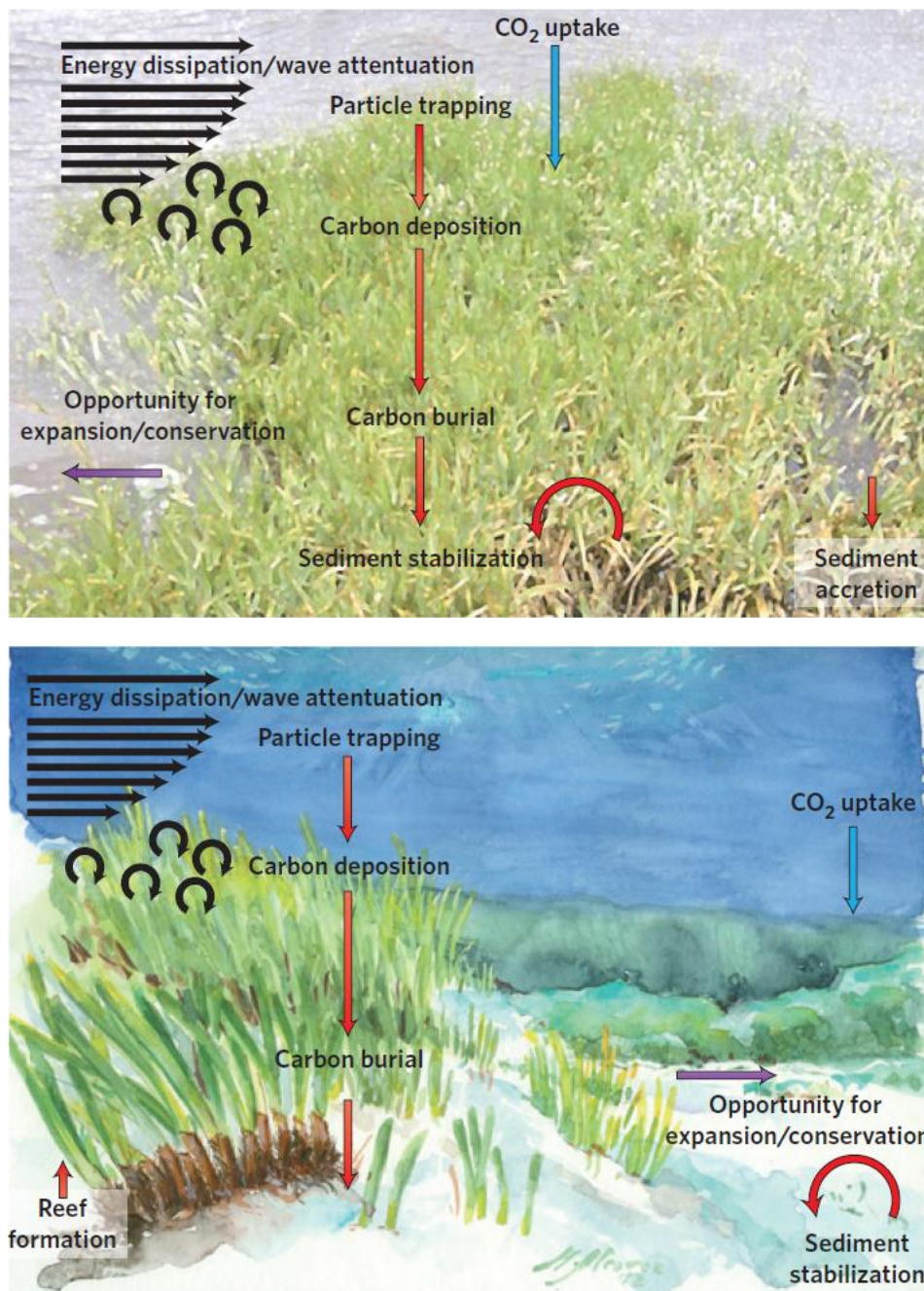


Figure 2. Processus opérant dans les habitats côtiers pour la mitigation (piégeage et stockage du carbone) et l'adaptation aux changements climatiques (protection du trait de côte contre l'élévation du niveau de la mer) : dans les marais salés (en haut), dans les herbiers marins (en bas). Les flèches bleues indiquent le transport du carbone atmosphérique ou dissous, les flèches rouges montrent le transport de particules et les flèches violettes indiquent la croissance des végétaux. Images reproduites avec la permission: Miquel Alcaraz; Iris Hendriks. (Tirée de Duarte *et al.*, 2013).

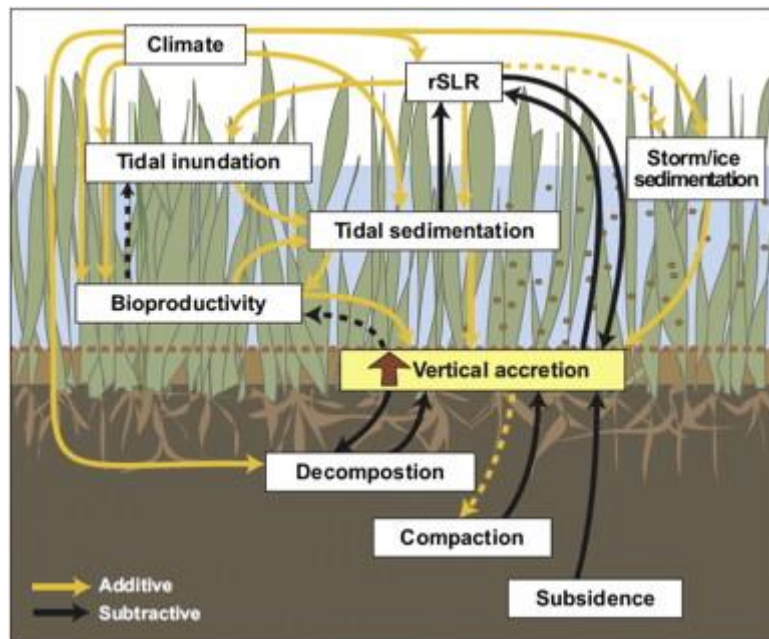


Figure 3. Modèle conceptuel des facteurs contribuant à l'accrétion du sol dans les marais salés. rSLR : rate of Sea Level Rise. (Tirée de Fitzgerald et al., 2008).

Tableau 1 : Taux d'accrétion des sédiments dans les écosystèmes côtiers végétalisés (tiré de Duarte et al., 2013)

Ecosystem	Accretion rates (mm yr <sup>-1</sup> )				
	Range	Average	Median	s.d.	<i>n</i>
Salt marshes	0.39-61.1	6.73	5.5	0.7	98
Mangroves	0.34-20.8	5.47	4.5	0.38	123
Seagrasses	0.61-6	2.02	1.48	0.44	12

Les changements climatiques, via l'augmentation du carbone dans l'atmosphère et l'élévation du niveau de la mer, tendent encore à augmenter cette capacité d'accumulation de sédiments et de piégeage de carbone dans ces écosystèmes (en favorisant la croissance des plantes notamment) (Kirwan et al., 2012). Les modèles récents indiquent que la capacité de stockage des marais salés et les taux d'accrétion devraient continuer à accroître sous l'effet des changements climatiques (Chmura et al., 2003 ; Donato et al., 2011). Il est donc particulièrement pertinent d'intégrer les habitats côtiers végétalisés dans les stratégies de réductions des émissions de carbone atmosphérique (émissions négatives).

Au-delà de leur capacité à piéger et stocker à long terme le carbone atmosphérique (et donc de contribuer à ralentir le réchauffement global), les écosystèmes côtiers végétalisés fournissent une excellente protection des côtes pour d'autres conséquences des changements climatiques, à savoir les

risques de submersion et d'érosion dues aux vagues et aux tempêtes (Duarte *et al.*, 2013 ; Mazarrasa *et al.*, 2013). Les herbiers ont une capacité élevée à dissiper l'énergie des vagues, tandis que la végétation des marais et les mangroves protègent les côtes des tempêtes (Duarte *et al.*, 2013).

L'accumulation de sédiments contribue à modifier la bathymétrie et à protéger le trait de côte, en plus d'amortir les vagues (Duarte *et al.*, 2013).

Enfin, ces écosystèmes sont souvent juxtaposés – les herbiers marins se trouvant dans les zones immergées et les marais et les mangroves dans les zones intertidales, et leurs actions protectrices se combinent pour atténuer l'énergie des vagues et des tempêtes (Duarte *et al.*, 2013).

### 1.3 Le potentiel de stockage des puits de carbone bleu

On estime à 2000 Tg C an<sup>-1</sup> la quantité de carbone qui est transférée annuellement de l'atmosphère aux océans, où il est majoritairement dissous sous forme inorganique dans l'eau (Sarmiento & Gruber, 2002). La durée de stockage de ce carbone est relativement incertaine, car il ne pénètre pas assez en profondeur pour être stocké à long terme et car les changements climatiques semblent altérer la capacité de piégeage de carbone de la colonne d'eau (Nelleman *et al.*, 2009). Par conséquent, seul le piégeage du carbone par les sédiments marins peut être considéré comme un moyen de stockage à long terme. Pour la raison invoquée précédemment, seule une petite fraction du carbone inorganique dissous dans la colonne d'eau est piégée dans les sédiments profonds (6 Tg C an<sup>-1</sup>) de l'océan (Tableau 2). Les puits de carbone que sont les habitats côtiers végétalisés ne comptent que pour 0.2% de la surface des habitats marins, mais contribuent - au minimum - pour 50% du carbone organique piégé dans les sédiments marins (Figure 3, Tableau 2 et 3), soit environ 120-329 Tg C an<sup>-1</sup> (Duarte *et al.*, 2005 ; Nelleman *et al.*, 2009). La capacité de stockage des habitats côtiers végétalisés les classe parmi les puits de carbone les plus efficaces de la biosphère (Duarte *et al.*, 2005) et leur fait jouer un rôle primordial dans le cycle océanique du carbone. Le taux de piégeage du carbone dans ces habitats côtiers est ainsi 180 fois plus élevé que celui mesuré pour la pleine mer (Nelleman *et al.*, 2009).

Si l'on compare l'efficacité de piégeage du carbone de ces habitats côtiers à celle des écosystèmes forestiers qui servent de référence au grand public, on se rend compte que leur contribution globale est comparable, alors que les forêts tropicales, tempérées et boréales couvrent au total plus de 40 millions de km<sup>2</sup> (contre 0,3 – 1 million de km<sup>2</sup> pour les puits de carbone bleu ; Tableau 3 et 4). Cela s'explique par un taux de piégeage moyen par unité de surface nettement supérieur dans ces habitats côtiers végétalisés (Figure 4). En moyenne, un hectare de puit de carbone bleu peut capter autant de carbone que 40 hectares de forêt<sup>1</sup>. On notera que les taux mesurés dans les habitats côtiers présentent

---

<sup>1</sup> Il faut nuancer cette affirmation, car les taux de piégeage ne tiennent compte que des sédiments et pas du carbone stocké dans les parties végétales supérieures, importantes pour les forêts et pouvant présenter une durée de stockage à long terme (en fonction des espèces et de la gestion des forêts).



de fortes variations en fonction des sites - en particulier pour les marais salés - (Tableau 3) et que la capacité locale de stockage doit être estimée localement afin de ne pas surévaluer la quantité de carbone piégé dans la zone considérée.

Tableau 2 : Surfaces estimées des puits de carbone bleu : moyenne et (maximum) et taux de piégeage annuel du carbone dans les écosystèmes côtiers végétalisés (tiré de Duarte *et al.*, 2013). Les taux de piégeage sont donnés par hectare (moyenne, intervalle et valeur limite supérieure de la moyenne entre parenthèses) et globalement. Les taux de piégeage de carbone organique dans les estuaires, sur le plateau continental et dans les sédiments profonds sont donnés à titre de comparaison. Les données proviennent de Cebrian and Duarte (1996), Duarte et al. (2005) et Bouillon et al. (2008).

Component	Area Million km <sup>2</sup>	Organic Carbon burial	
		Ton C ha <sup>-1</sup> y <sup>-1</sup>	Tg C y <sup>-1</sup>
Vegetated habitats			
Mangroves	0.17 (0.3)	1.39, 0.20 – 6.54 (1.89)	17 – 23.6 (57)
Salt Marsh	0.4 (0.8)	1.51, 0.18 – 17.3 (2.37)	60.4 – 70 (190)
Seagrass	0.33 (0.6)	0.83, 0.56 – 1.82 (1.37)	27.4 – 44 (82)
Total vegetated habitats	0.9 (1.7)	1.23, 0.18 – 17.3 (1.93)	114 – 131 (329)
Depositional areas			
Estuaries	1.8	0.5	81.0
Shelf	26.6	0.2	45.2
Total depositional areas			126.2
Total coastal burial			237.6 (454)
% vegetated habitats			46.89 (0.72)
Deep sea burial	330.0	0.00018	6.0
Total oceanic burial			243.62 (460)
% vegetated habitats			45.73 (0.71)

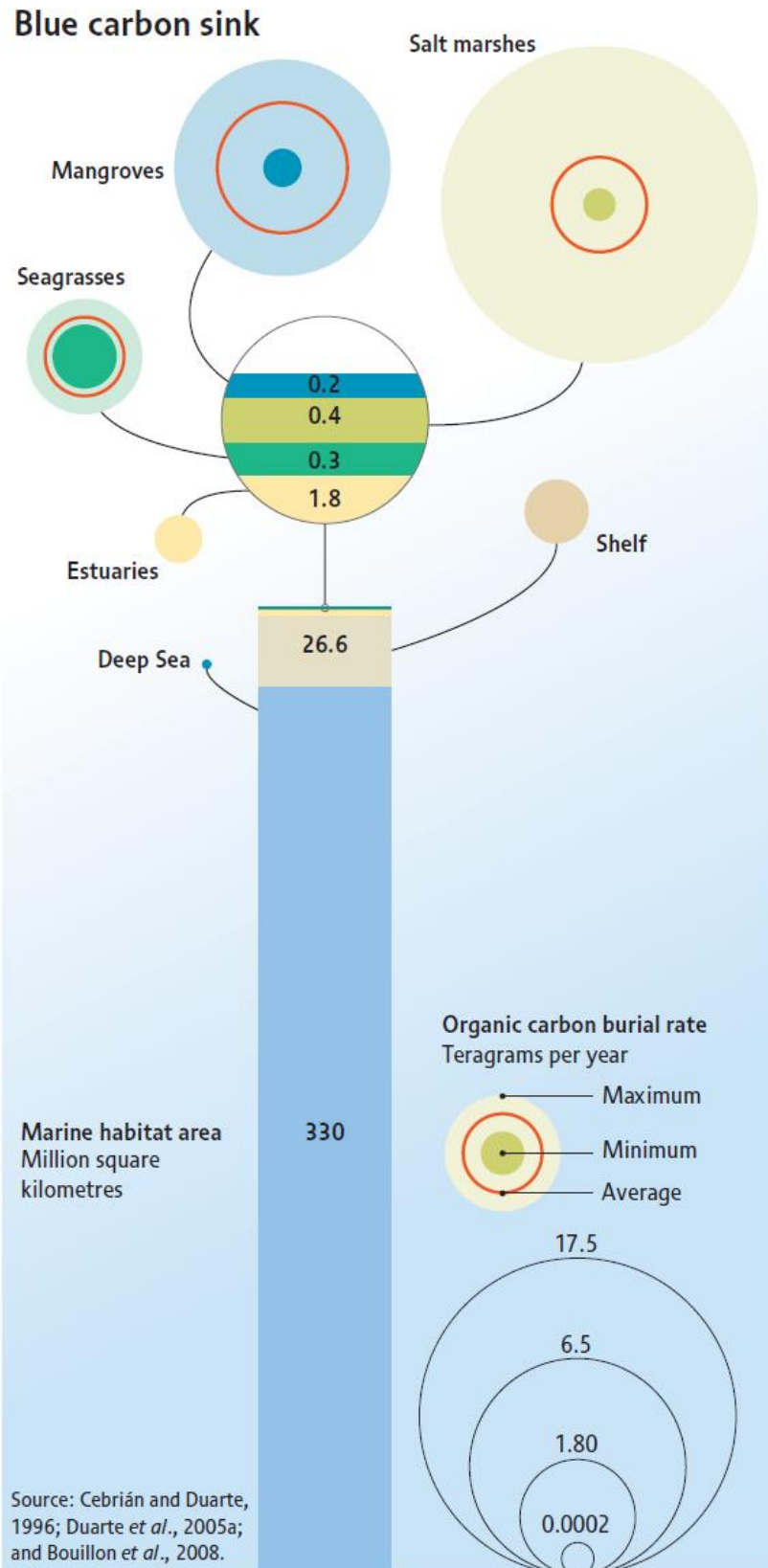


Figure 4. Surface totale des puits de carbone bleu (en millions de kilomètres carrés) et taux de piégeage du carbone (en téragrammes par an). (Tirée de Nelleman et al., 2009).

Tableau 3 : Taux de piégeage du carbone et surface totale estimée des écosystèmes côtiers végétalisés (tiré de Mcleod *et al.*, 2011).

Ecosystem	Carbon burial rate (g C m <sup>-2</sup> yr <sup>-1</sup> ) mean ± SE	Global area (km <sup>2</sup> )	Global carbon burial* (Tg C yr <sup>-1</sup> ) mean ± SE	Sources	
				Global area	Carbon burial
Salt marshes	218 ± 24 (range = 18–1713) n = 96 sites	22 000**– 400 000	4.8 ± 0.5 87.2 ± 9.6	Chmura <i>et al.</i> (2003); Duarte <i>et al.</i> (2005a)	Chmura <i>et al.</i> (2003); Duarte <i>et al.</i> (2005a)
Mangroves	226 ± 39 (range = 20–949) n = 34 sites	137 760– 152 361	31.1 ± 5.4 34.4 ± 5.9	Giri <i>et al.</i> (2010); Spalding <i>et al.</i> (2010)	Chmura <i>et al.</i> (2003); Bird <i>et al.</i> (2004); Lovelock <i>et al.</i> (2010); Sanders <i>et al.</i> (2010)
Seagrasses	138 ± 38 (range = 45–190) n = 123 sites	177 000– 600 000	48–112	Charpy-Roubaud and Sournia (1990); Green and Short (2003); Duarte <i>et al.</i> (2005b)	Duarte <i>et al.</i> (2005a); Duarte <i>et al.</i> (2010); Kennedy <i>et al.</i> (2010); Duarte (unpublished data)

**Notes:** \*We calculated global carbon burial values using the mean carbon burial rate and the minimum and maximum global area values for salt marshes and mangroves. Global carbon burial values for seagrasses are from Kennedy *et al.* (2010). \*\*No global inventory of salt marshes has been published, so Chmura *et al.* (2003) estimated 22 000 km<sup>2</sup> of salt marshes based on inventories for Canada, Europe, the US, and South Africa. SE = standard error.

Tableau 4 : Taux de piégeage du carbone et surface totale estimée des écosystèmes forestiers terrestres (tiré de Mcleod *et al.*, 2011).

Forest type	Carbon burial (g C m <sup>-2</sup> yr <sup>-1</sup> ) mean ± SE	Global area (km <sup>2</sup> )	Global carbon burial (Tg C yr <sup>-1</sup> )	Sources	
				Global area	Carbon burial
Temperate	5.1 ± 1.0 (range = 0.7–13.1) n = 18	10 400 000	53.0	Schlesinger (1997)	Schlesinger (1997); Zehetner (2010)
Tropical	4.0 ± 0.5 (range = 1.4–7.6) n = 15	19 622 846	78.5	Schlesinger (1997); Asner <i>et al.</i> (2009)	Schlesinger (1997); Zehetner (2010)
Boreal	4.6 ± 2.1 (range = 0.8–11.7) n = 5	13 700 000	49.3	Schlesinger (1997)	Schlesinger (1997); Zehetner (2010)

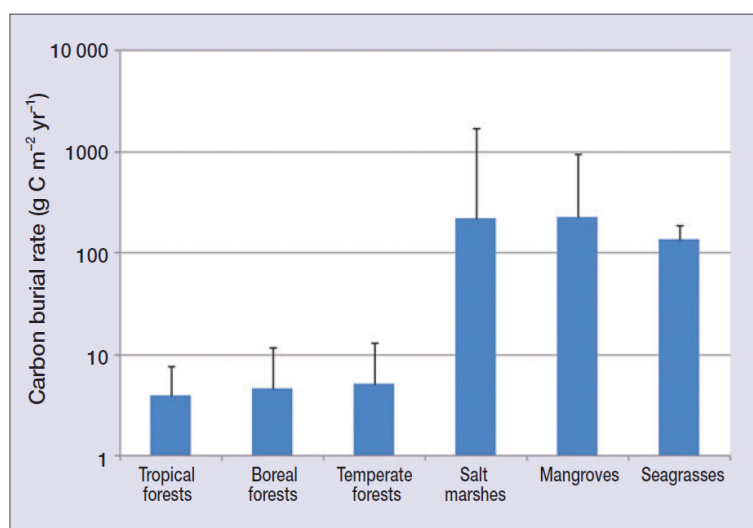


Figure 5. Taux moyens de séquestration du carbone (en g C m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>) dans les sols des forêts terrestres et dans les sédiments des écosystèmes côtiers végétalisés. Les barres d'erreur indiquent les taux maximums enregistrés. Noter l'échelle logarithmique de l'axe des ordonnées. (Tirée de Mcleod *et al.*, 2011).

#### 1.4 Les incertitudes sur les capacités de piégeage des puits de carbone bleu

La stratégie visant à combiner la réduction des émissions de CO<sub>2</sub> et l'augmentation de son absorption dans les puits de carbone nécessite de pouvoir faire une bonne évaluation des potentiels de piégeage dans les écosystèmes naturels. La capacité de piégeage des habitats côtiers végétalisés fait l'objet d'incertitudes aux sources multiples.

En premier lieu, l'étendue spatiale de ces habitats n'est pas connue avec précision, sauf pour les mangroves qui sont relativement bien cartographiées (Pendleton *et al.*, 2012 ; Duarte *et al.*, 2013). Les herbiers marins sont difficilement identifiés par les techniques de télédétection, ce qui limite leur recensement. Les marais salés peuvent être facilement cartographiés grâce aux techniques de télédétection (images satellitaires, drones...), mais la classification de la Convention Ramsar les regroupe au sein d'une catégorie élargie de zones humides et l'estimation de leur étendue exacte est rendue imprécise (Duarte *et al.*, 2013).

En second lieu, les taux de piégeage du carbone sont très variables en fonction des sites (Tableau 3) et sont influencés par de nombreux facteurs environnementaux qui affectent la production primaire (piégeage du carbone atmosphérique), la décomposition et la minéralisation du carbone (émission de CO<sub>2</sub> ou de méthane) (Mcleod *et al.*, 2011 ; Villa & Bernal, 2018). Parmi les facteurs abiotiques, on peut citer la salinité, l'hydropériode, la température, la teneur en oxygène et la disponibilité en nutriments, les marées (Mcleod *et al.*, 2011 ; Villa & Bernal, 2018). Des facteurs biotiques tels que la composition spécifique des communautés végétales, la bioturbation, l'herbivorie et la compétition spécifique jouent également un rôle dans la capacité de stockage du carbone dans les sédiments (Mcleod *et al.*, 2011 ; Villa & Bernal, 2018).

En dernier lieu, il faut également tenir compte de l'influence des changements climatiques en cours et à venir sur ces facteurs physiques et biologiques. Là encore, il semble difficile de prédire avec précision quels seront les effets de l'élévation du niveau de la mer, ou de la température. La littérature décrit des effets variés de ces deux processus, en fonction de l'écosystème considéré, de son état de santé et de l'intensité du phénomène. L'augmentation du niveau de la mer peut ainsi contribuer à une augmentation, au maintien ou à une diminution du stockage de carbone dans les habitats côtiers (Mcleod *et al.*, 2011). Les écosystèmes côtiers peuvent donc passer d'un statut de puit de carbone à celui de source de carbone sous l'effet des changements globaux ou des activités humaines et perdre leur capacité à compenser les changements climatiques (Mcleod *et al.*, 2011 ; Pendleton *et al.*, 2012 ; Duarte *et al.*, 2013).

## 2. Des milieux fragiles et menacés

Malgré les nombreux services qu'ils rendent, les habitats côtiers végétalisés sont soumis à de fortes pressions et sont globalement en régression à l'échelle du globe. A la forte urbanisation des côtes et aux activités humaines associées, s'ajoutent désormais les conséquences des changements climatiques.

### 2.1 Anthropisation des écosystèmes côtiers

Les zones côtières jouent un rôle central pour le développement des sociétés humaines depuis des millénaires. Ces habitats sont soumis à une forte pression humaine, pour répondre aux besoins croissants des populations en termes de nourriture et d'infrastructures (Crooks, 2011). Entre 25 et 50% des habitats côtiers végétalisés ont disparu au cours des 50 dernières années (Tableau 5), du fait de l'anthropisation des milieux (déforestation, urbanisation, assèchement des zones humides...) et des changements climatiques (Mcleod *et al.*, 2011 ; Duarte *et al.*, 2013). Les marais salés et les mangroves sont détruits par le dragage, le drainage, l'endiguement, les espèces invasives ou les cascades trophiques (Valiela *et al.*, 2001 ; Alongi 2002 ; Silliman *et al.*, 2009), alors que l'eutrophisation des eaux côtières, l'envasement et l'aménagement côtier sont responsables de la disparition des herbiers marins (Duarte 2002; Waycott et al. 2009). L'élévation du niveau de la mer peut éroder et submerger les marais et les mangroves (Woodroffe *et al.*, 1995 ; Silliman *et al.*, 2009) - malgré leur forte capacité d'accrétion et d'élévation – et réduire la lumière nécessaire à la photosynthèse des herbiers (Björk *et al.*, 2008).

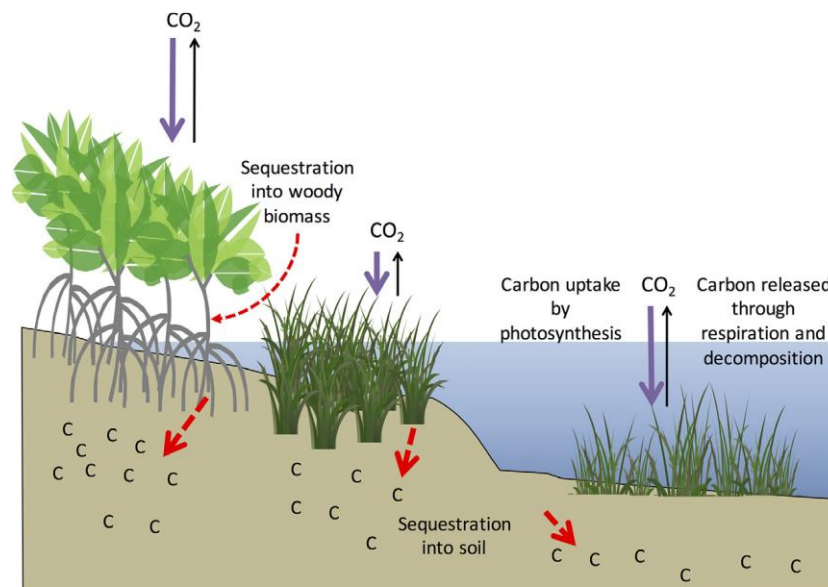
Tableau 5 : Régression des puits de carbone bleu (perte totale et perte annuelle exprimées en %). (Tiré de Mcleod *et al.*, 2011).

Ecosystem	Percent of global loss	Annual rate of global loss	References
Mangroves	20% (since 1980s) 30–50% (since 1940s)	~0.7–3%	Valiela <i>et al.</i> (2001); Alongi (2002); FAO (2007); Spalding <i>et al.</i> (2010)
Seagrasses	50% (since 1990s)	~7%	Costanza <i>et al.</i> (1997); Duarte <i>et al.</i> (2005a); Waycott <i>et al.</i> (2009)
Salt marshes	25% (since 1800s)	1–2%	Bridgham <i>et al.</i> (2006); Duarte <i>et al.</i> (2008)

On estime que l'aire occupée par les puits de carbone bleu régresse annuellement d'environ 8000 km<sup>2</sup>, à un taux qui varie de 0,7 et 7% par an en fonction des écosystèmes (Costanza *et al.* 1997; Valiela *et al.* 2001; Alongi 2002; Duarte *et al.* 2005; Duarte *et al.* 2008; Waycott *et al.* 2009).

Ce déclin a pour conséquence non seulement une diminution du potentiel de séquestration du carbone, mais également le relargage de carbone stocké à long terme dans ces puits bleus (Mcleod *et al.*, 2011 ; Crooks *et al.*, 2011 ; Donato *et al.*, 2011). L'interruption du piégeage de carbone par les

activités humaines peut en effet changer les puits de carbone en source de carbone. La conversion (pour l'agriculture ou en zone aménagée) ou la dégradation des habitats côtiers végétalisés entraînent une déstabilisation ou une exposition des sédiments à l'oxygène (Mcleod *et al.*, 2011). Cette exposition augmente l'activité microbienne des milieux. Les stocks de carbone, jusqu'ici protégés de la décomposition par les conditions anaérobiques, peuvent être mobilisés par la respiration aérobie (Couwenberg *et al.*, 2010), avec pour résultat la libération de grandes quantités de gaz à effet de serre dans la colonne d'eau ou l'atmosphère (Pendleton *et al.*, 2012, Figure 6).



#### Anthropogenic GHG emissions

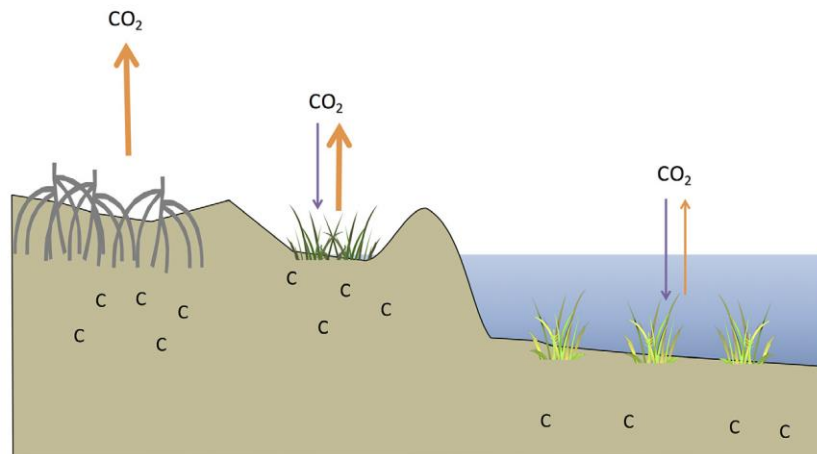


Figure 6. (en haut) habitats côtiers végétalisés intacts (de gauche à droite: mangroves, marais salés, et herbiers marins); (en bas) habitats côtiers végétalisés dégradés. (Tirée de Howard *et al.*, 2017).

Dans une étude de 2012, Pendleton *et al.*, ont estimé la quantité de carbone libéré par la conversion ou la dégradation de puits de carbone et le coût économique associé (basé sur le coût social moyen d'une tonne de carbone émis dans l'atmosphère en dollars US de 2007). Les auteurs insistent sur l'approche très conservatrice des estimations de l'étude ; ils n'ont considéré par exemple que le carbone stocké dans le premier mètre de sédiment. Malgré cela, les émissions de carbone causées annuellement par la perte d'habitats côtiers végétalisés représentent l'équivalent des émissions de la combustion d'énergies fossiles du Royaume-Uni (estimation moyenne) ou du Japon (estimation

haute), respectivement classés 9<sup>ème</sup> et 5<sup>ème</sup> au rang mondial des pays émetteurs (Tableau 6). Cette étude ne tient pas compte de la perte du potentiel de séquestration du carbone et des services écosystémiques avec la disparition de ces habitats, qui viennent s'ajouter encore à l'impact des émissions de carbone. La dégradation des habitats côtiers se traduirait par une réduction du potentiel de piégeage de 7 à 20 Tg CO<sub>2</sub> par an, environ 10% de la capacité globale annuelle (Duarte *et al.*, 2013). La conservation des habitats côtiers est donc une priorité pour éviter qu'ils ne se transforment en source de carbone et pour qu'ils puissent jouer leur rôle de puits de carbone.

Tableau 6 : Estimations de la quantité de carbone libéré lors de la conversion des écosystèmes côtiers dans le monde et impact économiques associés. (Tiré de Pendleton *et al.*, 2012)

Ecosystem	Inputs			Results	
	Global extent (Mha)	Current conversion rate (% yr <sup>-1</sup> )	Near-surface carbon susceptible (top meter sediment+biomass, Mg CO <sub>2</sub> ha <sup>-1</sup> )	Carbon emissions (Pg CO <sub>2</sub> yr <sup>-1</sup> )	Economic cost (Billion US\$ yr <sup>-1</sup> )
Tidal Marsh	2.2–40 (5.1)	1.0–2.0 (1.5)	237–949 (593)	<b>0.02–0.24 (0.06)</b>	<b>0.64–9.7 (2.6)</b>
Mangroves	13.8–15.2 (14.5)	0.7–3.0 (1.9)	373–1492 (933)	<b>0.09–0.45 (0.24)</b>	<b>3.6–18.5 (9.8)</b>
Seagrass	17.7–60 (30)	0.4–2.6 (1.5)	131–522 (326)	<b>0.05–0.33 (0.15)</b>	<b>1.9–13.7 (6.1)</b>
Total	33.7–115.2 (48.9)			<b>0.15–1.02 (0.45)</b>	<b>6.1–41.9 (18.5)</b>

Notes: 1 Pg = 1 billion metric tons. To obtain values per km<sup>2</sup>, multiply by 100. See Methods section for detailed description of inputs and their sources. In brief, data for global extent and conversion rate are recently published ranges (minimum - maximum, and central estimate in parentheses). For near-surface carbon susceptible to land-use conversion (expressed in potential CO<sub>2</sub> emissions [48–50]), uncertainty range is based on assumption of 25–100% loss C upon land-use impact; thus, the high-end estimate is the literature-derived global mean carbon storage in vegetation and the top meter of sediment only (central estimate is thus 63% loss). Results for carbon loss are non-parametric 90% confidence intervals (median in parentheses) from Monte Carlo uncertainty propagation of the three input variables (see Methods). Economic estimates apply a multiplier of US\$ 41 per ton of CO<sub>2</sub> to lower, upper, and central emission estimates (see Methods). doi:10.1371/journal.pone.0043542.t001

## 2.2 Effets des changements climatiques sur les écosystèmes côtiers

Si les habitats côtiers végétalisés peuvent fortement contribuer à l'atténuation des changements climatiques en stockant une part importante du carbone atmosphérique, ils ne sont néanmoins pas exempts d'être eux-mêmes altérés par ces changements. L'élévation du niveau de la mer et de la température peuvent modifier les taux de séquestration du carbone, mais il est relativement difficile d'en prédire les effets (Mcleod *et al.*, 2011). Si les mangroves et les marais salés peuvent s'adapter à l'élévation du niveau de la mer (en se développant verticalement et en restant au-dessus du niveau de l'eau), alors la capacité de séquestration du carbone peut augmenter (Langley *et al.*, 2009). Cependant, si l'apport en sédiment ou si la croissance racinaire sont insuffisants pour maintenir cette élévation, alors les milieux seront submergés ou érodés (Mcleod *et al.*, 2011). Des études suggèrent que le taux d'accumulation du carbone augmente avec le niveau de la mer jusqu'au seuil critique où la végétation des marais salés est submergée (Mudd *et al.*, 2009), entraînant l'arrêt du piégeage de carbone. La valeur critique varie en fonction des apports en sédiments et des conditions hydrologiques (Mcleod *et al.*, 2011). Les effets de l'élévation du niveau de la mer sur les taux de piégeage du carbone peuvent être variables dans les habitats côtiers (maintien, réduction ou augmentation). Il est donc nécessaire de pouvoir mieux comprendre les processus qui influent sur le devenir du carbone lorsque les milieux humides sont submergés ou érodés (Mcleod *et al.*, 2011).

La température est aussi un facteur important pour le stockage du carbone dans les marais salés, les herbiers marins et les mangroves (McLeod *et al.*, 2011). La température affecte les processus métaboliques du piégeage de carbone via la photosynthèse, et les processus de la libération de carbone via la respiration des plantes et des bactéries. Dans les écosystèmes côtiers végétalisés, une faible augmentation de la température peut favoriser la productivité, mais une forte augmentation déclenchera un stress thermique, et aboutira à des changements métaboliques, une altération de la croissance végétale, des changements de distribution, de la balance du carbone ou une augmentation de la mortalité (Ellison *et al.*, 2000).

La question centrale est donc de prédire les effets des changements climatiques sur les puits de carbone bleu. Il faudrait savoir si l'augmentation de la productivité peut compenser l'augmentation de la respiration dans les sédiments, et si une meilleure gestion de ces milieux peut permettre d'améliorer leur performance de stockage du carbone.

### 3. Maintenir ou augmenter les capacités de stockage

Le potentiel de séquestration du carbone des habitats côtiers végétalisés est désormais connu et identifié comme un service écosystémique permettant la mitigation des changements climatiques en cours et à venir (Pidgeon *et al.*, 2011 ; Chmura *et al.*, 2003 ; Fourqurean *et al.*, 2012). Nous avons vu précédemment que la protection et le maintien en bon état écologique des habitats côtiers est une priorité pour que ces espaces puissent jouer leur rôle de protection contre les changements climatiques et qu'ils ne se transforment pas en source de carbone. On peut donc se demander si une meilleure gestion de ces milieux peut permettre de stocker plus de carbone et de minimiser les émissions.

#### 3.1 Mesures de gestion pour optimiser le stockage

Dans une étude de 2017, Macreadie *et al.*, se sont intéressés aux mesures de gestion susceptibles de réduire les émissions de carbone ou d'en améliorer la séquestration (via une expansion de l'habitat ou une augmentation de l'efficacité de piégeage). Les auteurs ont identifié les processus environnementaux qui influencent la séquestration du carbone et ont évalué leur aptitude à être contrôlés par des mesures de gestion (Annexe A). Parmi eux, trois stratégies ont été identifiées comme étant les plus efficaces pour améliorer le piégeage du carbone (Figure 7, Tableau 7):

- réduire les apports en nutriments
- restaurer l'hydrologie
- contrôler la bioturbation.



L'efficacité des deux premières solutions a été bien établie et elles figurent dans la « *Verified Carbon Standard 2014 Methodology for Tidal Wetlands and Seagrass Restoration* »<sup>2</sup>, ce qui reflète un niveau de connaissance scientifique suffisant pour permettre leur implémentation. La bioturbation est moins documentée mais mérite notre attention d'après Macreadie *et al.* (2017) du fait de son impact potentiel sur la séquestration du carbone (Atwood *et al.*, 2015).

Tableau 7 : Mesures de gestion pour améliorer la séquestration du carbone dans les habitats côtiers (Tiré de Macreadie *et al.*, 2017)

Strategy	Examples (case studies)	Management recommendations	Research needed to fill critical knowledge gaps
Reducing anthropogenic nutrients to increase carbon storage	In a 12-year study of an oligotrophic salt marsh in South Carolina (Morris and Bradley 1999), soil respiration increased and carbon inventories decreased as a result of long-term nitrogen and phosphorus fertilization, resulting in a 40% loss of carbon from the top 5 cm of the soil profile, equivalent to ~0.4 metric tons of C ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> . The increase in sediment respiration was attributed to an increase in primary productivity, resulting in enhanced microbial activity and turnover of stocks.	Accept and communicate that nutrient status of coastal waterways affects provision of the VCH ecosystem service Implement or reinvigorate point-source reduction of nutrients (nitrogen, phosphorus) Implement best-practice agricultural methods (eg reducing fertilizer waste, restoring riparian vegetation) to reduce diffuse nutrient inputs to coastal waters	Work with managing agencies to measure short- and longer-term changes in carbon sequestration where nutrients are being reduced Synthesize findings linking nutrient status to rates of carbon storage and model scenarios to assist managers in regions with limited empirical data
Controlling bioturbator populations to prevent carbon loss	In New England, depleted predator populations were linked to large-scale salt marsh erosion resulting from a fourfold population increase in the bioturbator <i>Sesarma reticulatum</i> populations, an important bioturbator in these systems (Altieri <i>et al.</i> 2012; Coverdale <i>et al.</i> 2014). In Cape Cod, the recovery of <i>Spartina</i> marshes has in part been attributed to the release of the predatory, invasive crab <i>Carcinus maenas</i> , which consumes and competes with <i>S reticulatum</i> (Bertness and Coverdale 2013). Within affected marsh sites, <i>C maenas</i> abundance was positively correlated with <i>Spartina</i> regrowth and up to 50–100% <i>C maenas</i> recovery (Bertness and Coverdale 2013). Furthermore, recovered marsh sites in Cape Cod with low abundances of <i>S reticulatum</i> are estimated to sequester 30 ± 26 megagrams of organic carbon per hectare per year (Mg OC ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> ), while sites with high abundances of <i>S reticulatum</i> are estimated to lose 60 ± 0.4 Mg OC ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> (Atwood <i>et al.</i> 2015).	Identify locations where top-down control has been lost and bioturbator populations are increasing as a consequence Implement "no-take" reserves and more stringent catch limits in areas where overfishing is the cause of predator losses Consider opening fisheries and other biological controls to harvest over-abundant bioturbator populations	Investigate food webs that are most likely to negatively affect carbon stocks in the event of loss of top-down control For bioturbator taxa of most concern, identify target densities that are optimal for carbon capture and storage
Restoring hydrology to increase carbon accumulation	In a study comparing natural and tidally restored wetlands in the Hunter estuary in SE Australia, Howe <i>et al.</i> (2009) reported a rapid response of soil carbon accumulation in tidally restored mangroves and tidal marshes. The increased carbon sequestration rate of the restored wetlands was driven by substantially higher rates of vertical accretion (345% higher for salt marsh; 95% higher for mangrove), relative to the natural reference site. This resulted in soil carbon accumulation rates 114% and 18% higher than natural values in restored salt marsh and mangrove areas, respectively.	Reinstate freshwater inputs via strategic environmental flows to restore the supply of carbon to VCHs (as well as ameliorate salinity stress, etc) Remove coastal barriers that limit natural tidal exchange, carbon supply, and VCH shoreward migration	Identify locations where impoundments and coastal barriers limit the supply of carbon (and other nutrients and sedimentary materials) to VCHs Develop case studies (eg demonstration projects) to quantify the costs and benefits (social, environmental, and economic) of restoring hydrology

<sup>2</sup> Programme américain de certification de projets de réduction de gaz à effet de serre. <https://verra.org/project/vcs-program/>

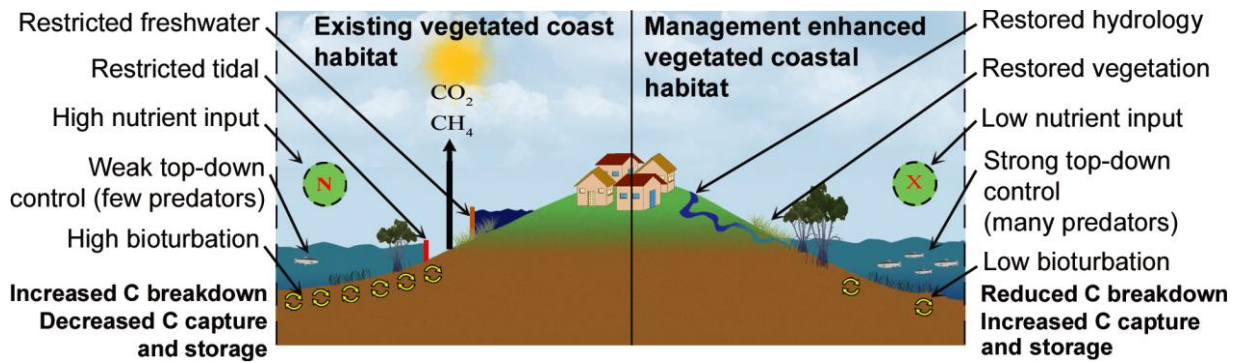


Figure 7. Mesures de gestion pour améliorer la séquestration dans les puits de carbone bleu. (Tirée de Macreadie et al., 2017).

### 3.1.1 Contrôler les apports en nutriments pour augmenter le piégeage de carbone

La teneur en nutriments (en particulier l'azote et le phosphore) est élevée le long des côtes des pays industrialisés, principalement à cause de l'usage de fertilisants et des eaux usées provenant des villes côtières (Smith & Schindler, 2009). Une idée commune est de penser que l'apport en nutriment peut soutenir la séquestration du carbone en augmentant la productivité des plantes dans les habitats côtiers. Il semblerait au contraire que cela contribue à libérer du carbone stocké comme cela a été montré pour les mangroves et les marais salés (Lovelock *et al.*, 2009 ; Deegan *et al.*, 2012). Les apports en nutriment peuvent déstructurer les communautés végétales (modification des cortèges spécifiques) et ainsi impacter le devenir du carbone produit et du carbone séquestré (Antón *et al.*, 2011). Des travaux de recherche sont nécessaires pour quantifier les effets à long terme de la réduction des nutriments sur les flux de carbone, en particulier dans les marais salés et les mangroves, mais les études existantes suggèrent que cela favoriserait la séquestration du carbone. La diminution des nutriments maintiendrait la compétition naturelle entre les macrophytes, les microalgues et les bactéries et limiterait le relargage de carbone (Macreadie *et al.*, 2017). Le contrôle de la charge en nutriment inclut de réduire l'usage des fertilisants, d'améliorer le traitement des eaux usées et de modifier la gestion des terres (restauration des sols et des zones humides, plantation ou protection des zones ripariennes) (Macreadie *et al.*, 2017).

### 3.1.2 Restaurer l'hydrologie pour augmenter l'accumulation de carbone

Les zones humides ont subi de profondes modifications depuis la sédentarisation des humains et le développement de l'agriculture et de l'élevage : drainage des marais, construction de barrages, d'écluses et de déversoirs, modification des cours d'eau... Macreadie *et al.* (2017) ont identifié la restauration de l'hydrologie comme un outil efficace pour maximiser la séquestration du carbone. Cette solution a également été mise en avant par plusieurs experts contactés pour permettre un fonctionnement optimal des puits de carbone bleu.

#### a) Restaurer les apports hydriques en amont

La plupart des habitats côtiers sont alimentés par des rivières côtières, qui transportent des sédiments. Ces sédiments sont piégés par la végétation et contribuent ainsi à maintenir l'élévation des écosystèmes côtiers. Les barrages et les vannes installés sur les cours d'eau limitent cet approvisionnement nécessaire au processus d'accrétion, et fragilisent ces habitats vis-à-vis de l'élévation du niveau de la mer. On a ainsi constaté que la régulation du fleuve Mississippi avait significativement réduit les taux de sédimentation dans les marais tidaux et les deltas dans le nord du Golfe du Mexique, aboutissant à la dégradation de ces écosystèmes (DeLaune *et al.*, 2003).

En amont des ouvrages installés sur les cours d'eaux, l'accumulation de la matière organique charriée entraîne un relargage de CO<sub>2</sub> et de CH<sub>4</sub> (méthane) (Friedl and Wüest 2002).

Dans les bassins versants soumis à des régulations, le rétablissement des apports en eau douce peut permettre de restaurer le fonctionnement normal des écosystèmes côtiers et de maximiser la séquestration du carbone (Macreadie *et al.*, 2017). Des changements dans la composition des communautés végétales, dans la fréquence et l'amplitude des inondations (comme indicateur inverse de l'élévation) ou une régression des habitats côtiers doivent alerter les gestionnaires sur un déficit d'apport en sédiments et la nécessité de restaurer l'hydrologie en amont des habitats côtiers végétalisés (Macreadie *et al.*, 2017).

#### b) Restaurer les apports en eau de mer

Les ouvrages empêchant l'eau de mer d'alimenter les zones côtières (comme les digues) ont pour effet de faire baisser la salinité des eaux et de transformer ces écosystèmes marins en écosystèmes d'eau douce/saumâtre. La réduction en apport de sulfates marins, impliqués dans l'inhibition de la méthanogénèse, peut conduire à des émissions de méthane. Ces phénomènes peuvent être facilement corrigés par le rétablissement de la marée (augmentation de la salinité) (Chmura *et al.*, 2003).

Rétablir les apports en eau de mer, en supprimant les ouvrages, permet d'augmenter les taux d'accrétion dans les habitats côtiers végétalisés : 1) en favorisant la production de biomasse végétale, 2) en augmentant les apports en sédiments transportés par les marées et 3) en restaurant les conditions physicochimiques qui maximisent la séquestration de carbone (Macreadie *et al.*, 2017).

#### 3.1.3 Contrôler les populations de bioturbateurs pour prévenir les pertes de carbone

La bioturbation, qui correspond au remaniement de sols ou de sédiments aquatiques par les organismes vivants présents dans ces milieux, est un processus écologique fondamental pour les flux

de carbone (Kristensen *et al.*, 2008). Dans les habitats côtiers végétalisés, les bioturbateurs appartiennent à une large gamme d'espèces : crabes, crevettes, vers polychètes... (Figure 8).

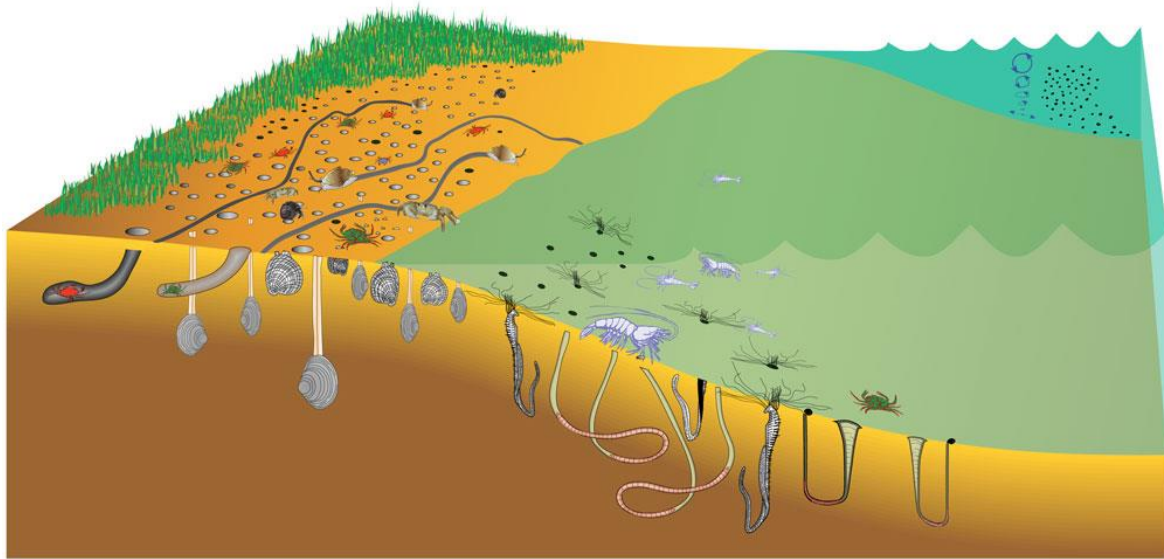


Figure 8. Bioturbateurs dans les sédiments côtiers (Source : <http://wordwomanpartialellipsisofthesun.blogspot.com/2015/11/bioturbation-worms-crawl-in-worms-crawl.html>)

Lorsqu'ils sont présents en faible densité, ils augmentent les concentrations en nutriments et en oxygène dans les sédiments et favorisent la croissance des végétaux (Kristensen *et al.*, 2008). Lorsque les densités deviennent trop élevées, les bioturbateurs génèrent des impacts négatifs sur les milieux (érosion, surpâturage, défoliation), en fragilisant les racines des plantes et en augmentant l'activité microbienne (Coverdale *et al.*, 2014 ; Papaspyrou *et al.*, 2005). La production de CO<sub>2</sub> peut alors être deux fois plus élevée dans des sédiments riches en bioturbateurs (Kristensen *et al.*, 2008). Coverdale *et al.* (2014) ont observé qu'une surabondance de bioturbateurs associée à une érosion à large échelle dans les marais salés conduirait à la libération de 2100 à 8500 tonnes de carbone par an. Restaurer le contrôle *top-down* des populations de bioturbateurs dans les habitats côtiers végétalisés conduirait à une augmentation de la séquestration du carbone, comme cela pu être mesuré dans d'autres écosystèmes (Wilmers *et al.*, 2012).

### 3.2 Exemple de restauration de marais salés et effet sur le stockage du carbone

Bien que la priorité doit être donnée à la préservation d'habitats côtiers en bonne santé - solution moins coûteuse et probablement plus fiable - la restauration d'habitats côtiers est une réponse appropriée pour augmenter la séquestration de carbone atmosphérique mais également pour réduire les risques d'érosion des côtes et de submersion (Irving *et al.*, 2011).

Au Canada, de nombreux habitats côtiers ont été drainés et endigués pour les convertir en terres agricoles (dénommées *terres endiguées* ou *dykelands*). On estime que 77% des marais de la Baie de

Fundy au Nouveau Brunswick (330 km<sup>2</sup> avant la conversion agricole) ont ainsi été dégradés, perdant leur potentiel de séquestration de carbone (Wollenberg *et al.*, 2018). En 2010, une brèche a été réalisée dans les digues du site d'Aulac afin de rétablir la mise en eau lors des marées dans 25 ha de marais salés. Cette opération de *repli programmé* (ou *managed realignment*, Figure 9) a permis de mener une étude pour observer l'évolution de l'accumulation de sédiments et de la séquestration du carbone après la remise en eau du site (Wollenberg *et al.*, 2018).



Figure 9: Principe du repli programmé (Source <http://www.climatetechwiki.org/content/managed-realignment>)

L'épaisseur des sédiments déposés a été calculée chaque année (différentiel de l'élévation entre l'année N et N-1). En 2016, soit 6 ans après la remise en eau, la quantité de carbone séquestré dans les sédiments a été mesurée grâce à des carottages.

Sur le site d'Aulac, l'accumulation de sédiments a été rapide et très importante dès la 1<sup>ère</sup> année (Figure 10) et le taux de piégeage du carbone mesuré était cinq fois plus élevé que dans les marais matures situés à quelques kilomètres (1329 g C m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup> contre 259 C m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>; Chmura *et al.*, 2003). En seulement six ans, les 25 ha de marais restaurés ont permis de stocker une quantité de CO<sub>2</sub> équivalent à celle émise annuellement par 2000 voitures (soit 2493 t C ou 9141 t CO<sub>2</sub> eq). Les auteurs de cette étude suggèrent que le financement de la protection et de la restauration des habitats côtiers pourraient être soutenus grâce à l'incorporation des puits de carbone bleu dans le marché du carbone (Wollenberg *et al.*, 2018).

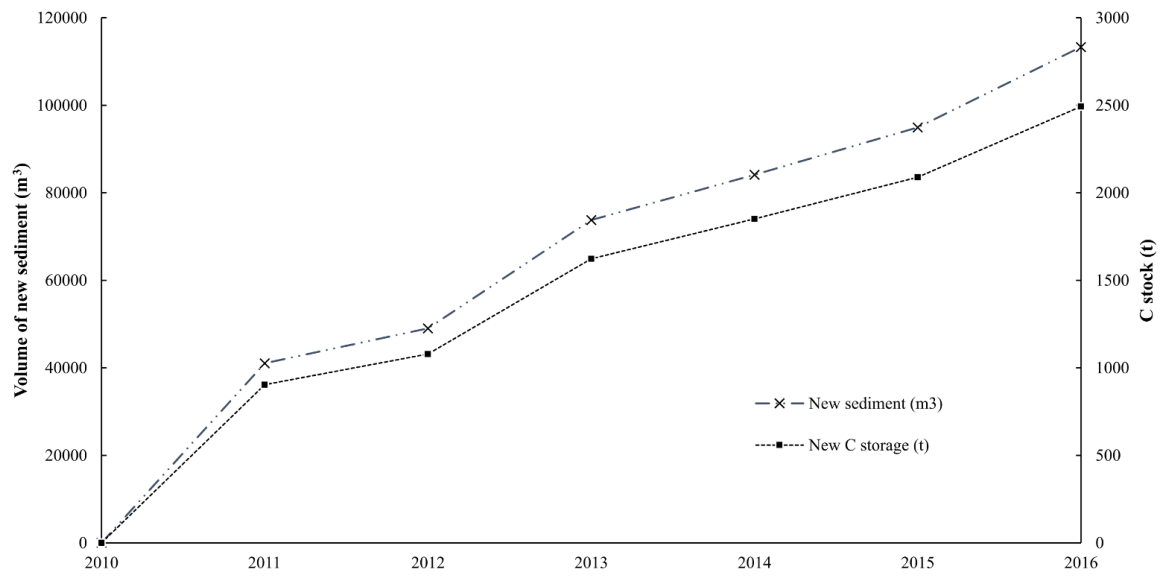


Figure 10. Dépôts cumulés de sédiment et stockage du carbone de 2010 à 2016. (Tirée de Wollenberg et al., 2018)

## Conclusions et points clés pour le projet TIGA

- ✓ La capacité de stockage de carbone des habitats côtiers végétalisés est désormais largement reconnue, après avoir été longtemps ignorée. Dans le contexte des changements climatiques, elle apporte une valeur importante à ces écosystèmes, qui ont pu souffrir d'un manque de charisme et de la méconnaissance des services écosystémiques rendus.
- ✓ Les principaux puits de carbone bleu sont les marais salés et les herbiers marins. Les taux de piégeage du carbone y sont beaucoup plus élevés que ceux mesurés dans les écosystèmes forestiers terrestres (40 fois en moyenne).
- ✓ La capacité globale de séquestration du carbone est difficile à évaluer car de nombreuses incertitudes existent : couverture spatiale des habitats côtiers végétalisés, grande variabilité des taux de piégeage du carbone d'un site à l'autre, état de conservation des milieux et impact des changements climatiques sur les processus de séquestration du carbone.
- ✓ Les zones humides ont un rôle important à jouer pour la mitigation du réchauffement climatique et pour la protection des côtes (érosion et submersion). Ce rôle ne peut s'exercer que si les écosystèmes sont en bonne santé. Si cette condition n'est pas respectée, les puits de carbone peuvent alors se transformer en source et libérer rapidement le carbone déjà stocké depuis plusieurs millénaires (sous forme de CO<sub>2</sub> ou de CH<sub>4</sub>). Cela a pour effet d'augmenter la concentration en carbone dans l'atmosphère, et d'empêcher le piégeage par ailleurs.
- ✓ Malgré leur grande valeur écologique et sociale, ces écosystèmes fragiles sont en nette régression au niveau mondial et cette tendance s'accélère sur les dernières décennies. On estime que 30 à 50% des habitats côtiers végétalisés ont déjà été perdus (variable en fonction de la nature et de la localisation) du fait de la conversion en terres agricoles, de l'urbanisation des côtes et de l'eutrophisation des eaux côtières.
- ✓ La préservation des puits de carbone doit être une priorité pour toutes ces raisons. Les puits de carbone bleu sont un outil efficace pour compenser les émissions qui ne peuvent être supprimées (émissions négatives) et pour atteindre un objectif zéro carbone en 2040.
- ✓ Rétablir l'hydrologie en amont et en aval des habitats côtiers semble être une action prioritaire pour la restauration des écosystèmes. La remise en eau, qui n'est pas systématiquement possible, peut également représenter un outil de protection contre les risques de submersion et d'érosion. Le contrôle des apports en nutriments (eaux usées, fertilisants) et le contrôle des populations de bioturbateurs sont également des solutions identifiées pour préserver la capacité de piégeage du carbone.
- ✓ La conservation ou la restauration des habitats côtiers végétalisés pour compenser les émissions de carbone qui ne peuvent être réduites est une stratégie efficace et peu coûteuse. Il peut toutefois

être utile de mettre en place un outil financier (via l'agrégateur carbone) pour financer des programmes de protection ou de restauration des habitats côtiers et notamment associer les propriétaires fonciers privés.

- ✓ Afin de connaître le véritable potentiel d'émissions négatives du territoire de l'agglomération de La Rochelle, il sera nécessaire d'avoir une cartographie et une typographie des habitats côtiers (inventaire) et de mesurer in situ les taux de séquestration du carbone dans les principaux habitats (sédiment et biomasse vivante). Par ailleurs, un état de la bonne santé des habitats permettra de s'assurer du bon fonctionnement des puits de carbone bleu.



## Références

- Allen P, Bottoms I, Lloyd J, Dean J and Breyer D. 2018. RAISING AMBITION Zero Carbon Scenarios from Across the Globe © Centre for Alternative Technology, 2018
- Alongi DM. 2002. Present state and future of the world's mangrove forests. *Environ Conserv* 29: 331–49.
- Antón A, Cebrian J, Heck KL, et al. 2011. Decoupled effects (positive to negative) of nutrient enrichment on ecosystem services. *Ecol Appl* 21: 991–1009.
- Atwood TB, Connolly RM, Ritchie EG, et al. 2015. Predators help protect carbon stocks in blue carbon ecosystems. *Nat Clim Change* 5: 1038–45.
- Björk M, Short F, Mcleod E, and Beer S. 2008. Managing seagrasses for resilience to climate change. Gland, Switzerland: IUCN.
- Bouillon S, Borges AV, Castañeda-Moya E, et al. 2008. Mangrove production and carbon sinks: a revision of global budget estimates. *Global Biogeochem Cy* 22: GB2013; doi:10.1029/2007 GB003052.
- Canadell JG and Raupach MR. 2008. Managing forests for climate change mitigation. *Science* 320: 1456–57.
- Cebrian, J. and C. M. Duarte. 1996. Plant growth-rate dependence of detrital carbon storage in ecosystems. *Science* 268: 1606-1608.
- Chmura GL, Anisfeld SC, Cahoon DR, et al. 2003. Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global Biogeochem Cy* 17: 1111.
- Chmura, G. L. 2013. What do we need to assess the sustainability of the tidal salt marsh carbon sink? *Ocean & Coastal Management*, 83, 25-31.
- Costanza R, d'Arge R, de Groot R, et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253–60.
- Couwenberg J, Dommain R, and Joosten H. 2010. Greenhouse gas fluxes from tropical peatlands in south-east Asia. *Glob Change Biol* 16: 1715–32.
- Coverdale TC, Brisson CP, Young EW, et al. 2014. Indirect human impacts reverse centuries of carbon sequestration and salt marsh accretion. *PLoS ONE* 9: e9396.
- Crooks S, Herr D, Laffoley D, Tamelander J, Vandever J. 2011. Regulating Climate Change Through Restoration and Management of Coastal Wetlands and Near-shore Marine Ecosystems: Mitigation Potential and Policy Opportunities. World Bank, IUCN, ESA PWA, Washington, Gland, San Francisco.
- Deegan LA, Johnson RS, Warren BJ, et al. 2012. Coastal eutrophication as a driver of salt marsh loss. *Nature* 490: 388–92.
- DeLaune RD, Jugsujinda A, Peterson GW, et al. 2003. Impact of Mississippi River freshwater reintroduction on enhancing marsh accretionary processes in a Louisiana estuary. *Estuar Coast Shelf Sci* 58: 653–62.
- Donato, D. C., Kauffman, J. B., Murdiyarso, D., Kurnianto, S., Stidham, M., & Kanninen, M. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature geoscience*, 4(5), 293.
- Duarte, C. M., Merino, M., Agawin, N. S., Uri, J., Fortes, M. D., Gallegos, M. E., ... & Hemminga, M. A. 1998. Root production and belowground seagrass biomass. *Marine Ecology Progress Series*, 171, 97-108. Duarte CM. 2002. The future of seagrass meadows. *Environ Conserv* 29: 192–206.

- Duarte CM, Middelburg J, and Caraco N. 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences* **2**: 1–8.
- Duarte CM, Losada IJ, Hendriks IE, *et al.* 2013. The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. *Nat Clim Change* **3**: 961–68.
- Ellison J. 2000. How South Pacific mangroves may respond to predicted climate change and sea level rise. In: Gillespie A and Burns W (Eds). *Climate change in the South Pacific: impacts and responses in Australia, New Zealand, and small island states*. Dordrecht, Netherlands: Kluwer Academic Publishers.
- Enríquez, S., Duarte, C. M. & Sand-Jensen, K. 1993. Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: The importance of detritus C: N:P content. *Oecologia* **94**, 457–471.
- Fitzgerald, D.M., Fenster, M.S., Argow, B.A., Buynevich, I.V., 2008. Coastal impacts due to sea-level rise. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences* **36**, 601 – 647.
- Fourqurean, J. W., Duarte, C. M., Kennedy, H., Marbà, N., Holmer, M., Mateo, M. A., ... & Serrano, O. 2012. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature geoscience*, **5**(7), 505.
- Friedl G and Wüest A. 2002. Disrupting biogeochemical cycles – consequences of damming. *Aquat Sci* **64**: 55–65.
- Howard, J., Sutton-Grier, A., Herr, D. *et al.* 2017. Clarifying the role of coastal and marine systems in climate mitigation. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 15, no 1, p. 42-50.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 1999. *Landuse, land-use change and forestry*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Irving, A. D., Connell, S. D. & Russell, B. D. 2011. Restoring coastal plants to improve global carbon storage: Reaping what we sow. *PLoS ONE* **6**, e18311.
- Kennedy H, Beggins J, Duarte CM, *et al.* 2010. Seagrass sediments as a global carbon sink: isotopic constraints. *Global Biogeochem Cy* **24**; doi:10.1029/2010GB003848.
- Kirwan, M. L. & Mudd, S. M. 2012. Response of salt-marsh carbon accumulation to climate change. *Nature* **489**, 550–553.
- Kristensen E, Bouillon S, Dittmar T, *et al.* 2008. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: a review. *Aquat Bot* **89**: 201–19.
- Langley JA, McKee KL, Cahoon DR, *et al.* 2009. Elevated CO<sub>2</sub> stimulates marsh elevation gain, counterbalancing sea-level rise. *P Natl Acad Sci USA* **106**: 6182–86.
- Lo Iacono, C., Mateo, M. A., Gràcia, E., Guasch, L., Carbonell, R., Serrano, L., ... & Danobeitia, J. (2008). Very high-resolution seismo-acoustic imaging of seagrass meadows (Mediterranean Sea): Implications for carbon sink estimates. *Geophysical Research Letters*, **35**(18).
- Lovelock CE, Ball MC, Martin KC, *et al.* 2009. Nutrient enrichment increases mortality of mangroves. *PLoS ONE* **4**: e5600.
- Mazarrasa, I., Marbà, N., Hendriks, I. E., Losada, I. J. & Duarte, C. M. 2013. Estimates of Average Sediment Accretion Rates in Vegetated Coastal Habitats Around the World (Digital CSIC); <http://hdl.handle.net/10261/77396>
- Macreadie, P. I., Nielsen, D. A., Kelleway, J. J., Atwood, T. B., Seymour, J. R., Petrou, K., ... & Ralph, P. J. 2017. Can we manage coastal ecosystems to sequester more blue carbon?. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **15**(4), 206-213.

- Mcleod E, Chmura GL, Bouillon S, et al. 2011. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO<sub>2</sub>. *Front Ecol Environ* 9: 552–60.
- Mudd SM, Howell S, and Morris JT. 2009. Impact of the dynamic feedback between sedimentation, sea level rise, and biomass production on near surface marsh stratigraphy and carbon accumulation. *Estuar Coast Shelf S* 82: 377–89.
- Nellemann C, Corcoran E, Duarte CM, et al. (Eds). 2009. Blue carbon. A rapid response assessment. GRID-Arendal: United Nations Environment Programme. ISBN: 978-82-7701-060-1.
- Papaspyrou S, Gregersen T, Cox RP, et al. 2005. Sediment properties and bacterial community in burrows of the ghost shrimp *Pestarella tyrrhena* (Decapoda: Thalassinidea). *Aquat Microb Ecol* 38: 181–90.
- Pidgeon, E., Herr, D., & Fonseca, L. 2011. Minimizing carbon emissions and maximizing carbon sequestration and storage by seagrasses, tidal marshes, mangroves. Washington, DC: Conservation International.
- Pendleton L, Donato DC, Murray BC, et al. 2012. Estimating global “blue carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PLoS ONE* 7: e43542.
- Sarmiento, J.L., and N. Gruber. 2002. Sinks for anthropogenic carbon. *Physics Today* 55: 30-36.
- Silliman BR, Grosholz T, and Bertness MD (Eds). 2009. Human impacts on salt marshes: a global perspective. Berkeley, CA: University of California Press.
- Smith VH and Schindler DW. 2009. Eutrophication science: where do we go from here? *Trends Ecol Evol* 24: 201–07.
- Trumper, K., M. Bertzky, B. Dickson, G. van der Heijden, M. Jenkins and P. Manning. 2009. The Natural Fix? The role of ecosystems in climate mitigation. A UNEP rapid response assessment. United Nations Environment Programme, UNEPWCMC, Cambridge, UK, 65 p. [http://www.unep.org/pdf/BioseqRRA\\_scr.pdf](http://www.unep.org/pdf/BioseqRRA_scr.pdf)
- Valiela I, Bowen JL, and York JK. 2001. Mangrove forests: one of the world’s threatened major tropical environments. *BioScience* 51: 807–15.
- Villa, J. A., & Bernal, B. 2018. Carbon sequestration in wetlands, from science to practice: An overview of the biogeochemical process, measurement methods, and policy framework. *Ecological Engineering*, 114, 115-128.
- Waycott M, Duarte CM, Carruthers TJB, et al. 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *P Natl Acad Sci USA* 106: 12377–81.
- Wilmers CC, Estes JA, Edwards M, et al. 2012. Do trophic cascades affect the storage and flux of atmospheric carbon? An analysis of sea otters and kelp forests. *Front Ecol Environ* 10: 409–15.
- Woodroffe CD. 1995. Response of tide-dominated mangrove shorelines in northern Australia to anticipated sea-level rise. *Earth Surf Proc Land* 20: 65–85.
- Wollenberg JT, Ollerhead J, Chmura GL. 2018. Rapid carbon accumulation following managed realignment on the Bay of Fundy. *PLoS ONE* 13(3): e0193930. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0193930>

## Annexes

### Annexe A. Liste des experts internationaux

Les experts internationaux contactés et potentiellement intéressés par le projet TIGA sont identifiés par un \*. Les experts faisant partie du groupe de travail scientifique de The Blue Carbon Initiative sont identifiés par **BCI**.

**Bernal, Blanca\*** ([https://www.researchgate.net/profile/Blanca\\_Bernal/info](https://www.researchgate.net/profile/Blanca_Bernal/info)) Smithsonian Institution, Smithsonian Environmental Research Center Biogeochemistry Lab, Edgewater, USA  
blanca.bernal@winrock.org

**Chmura, Gail** ([https://www.researchgate.net/profile/Gail\\_Chmura/info](https://www.researchgate.net/profile/Gail_Chmura/info)) Associate Professor, McGill University Department of Geography, Canada Montréal  
gail.chmura@mcgill.ca

**Crooks, Steve\*** (<https://www.silvestrum.com/steve-crooks>) Principal, Wetlands Science and Coastal Management, San Francisco, USA - **BCI**  
steve.crooks@silvestrum.com

**Duarte, Carlos\*** ([https://www.researchgate.net/profile/Carlos\\_Duarte11/info](https://www.researchgate.net/profile/Carlos_Duarte11/info)) Associate Director, Tarek Ahmed Juffali Research Chair in Red Sea Ecology, King Abdullah University of Science and Technology (KAUST), Kingdom of Saudi Arabia - **BCI**  
carlos.duarte@kaust.edu.sa

**Fourqurean, James** ([https://www.researchgate.net/profile/James\\_Fourqurean/info](https://www.researchgate.net/profile/James_Fourqurean/info)) Professor, Florida International University, Southeast Environmental Research Center, Miami, USA - **BCI**  
fourqure@fiu.edu

**Gattuso, Jean-Pierre** ([https://www.researchgate.net/profile/Jean-Pierre\\_Gattuso/info](https://www.researchgate.net/profile/Jean-Pierre_Gattuso/info)) Senior research scientist, Observatoire Océanologique de Villefranche sur Mer · Laboratoire d'Océanographie de Villefranche-sur-Mer, France  
gattuso@obs-vlfr.fr

**Gazeau, Frédéric** ([https://www.researchgate.net/profile/Frederic\\_Gazeau/info](https://www.researchgate.net/profile/Frederic_Gazeau/info)) CNRS Researcher, Laboratoire d'Océanographie de Villefranche-sur-Mer, Biodiversity and Biogeochemistry (B&B), Villefranche-sur-Mer, France  
f.gazeau@obs-vlfr.fr

**Isensee, Kirsten** (<https://www.linkedin.com/in/kirsten-isensee-a43a1065/>) Programme Specialist Ocean Carbon bei Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO - **BCI**  
k.isensee@unesco.org

**Lefèvre, Nathalie** ([https://www.researchgate.net/profile/Nathalie\\_Lefevre](https://www.researchgate.net/profile/Nathalie_Lefevre)) Senior Researcher, LOCEAN UMR 7159, Pierre and Marie Curie University, Paris, France  
Nathalie.Lefevre@locean-ipsl.upmc.fr

**Le Quéré, Corinne** (<https://tyndall.ac.uk/people/corinne-le-quere>) Director, Tyndall Centre for Climate Change Research, University of East Anglia, Norwich, UK.  
C.Lequere@uea.ac.uk

**Le Treut, Hervé** (<http://www.academie-sciences.fr/fr/Liste-des-membres-de-l-Academie-des-sciences/-/L/herve-le-treut.html>) Senior researcher, Institut Pierre Simon Laplace, Université Pierre et Marie Curie, Paris, France  
Letreut@lmd.ens.fr

**Macreadie, Peter\*** ([https://www.researchgate.net/profile/Peter\\_Macreadie/info](https://www.researchgate.net/profile/Peter_Macreadie/info)) Senior Lecturer, Deakin University, Centre for Integrative Ecology, Blue Carbon Lab, Australia  
[p.macreadie@deakin.edu.au](mailto:p.macreadie@deakin.edu.au)

**Magnan, Alexandre** ([https://www.researchgate.net/profile/Alexandre\\_Magnan](https://www.researchgate.net/profile/Alexandre_Magnan)) Senior researcher, Institut du développement durable et des relations internationales Sciences Po, Paris, France. IPCC member.  
alexandre.magnan@iddri.org

**Marba, Nuria** ([https://www.researchgate.net/profile/Nuria\\_Marba/info](https://www.researchgate.net/profile/Nuria_Marba/info)) Research Scientist, Mediterranean Institute for Advanced Studies, Department of Global Change Research, Spain - **BCI**  
nmarba@imedea.uib-csic.es

**McLeod, Elizabeth** ([https://www.researchgate.net/profile/Elizabeth\\_Mcleod2/info](https://www.researchgate.net/profile/Elizabeth_Mcleod2/info)) Climate Adaptation Scientist, The Nature Conservancy, Texas, USA  
emcleod@tnc.org

**Megonigal, Patrick\*** ([https://www.researchgate.net/profile/Patrick\\_Megonigal/info](https://www.researchgate.net/profile/Patrick_Megonigal/info)) Senior Scientist & Associate Director of Research, Smithsonian Environmental Research Center, Edgewater, USA - **BCI**  
megonigalp@si.edu

**Pendleton, Linwood** ([https://www.researchgate.net/profile/Linwood\\_Pendleton/info](https://www.researchgate.net/profile/Linwood_Pendleton/info)) International Chair of Excellence, Université de Bretagne Occidentale · Faculté de Droit, Économie, Gestion, France Senior Researcher, Duke University · Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions, USA  
linwood.pendleton@duke.edu

**Pidgeon, Emily\*** (<https://www.linkedin.com/in/emily-pidgeon-99a68010/>) Senior Director, Blue Climate Program Center for Oceans, Conservation International, Arlington, USA - **BCI**  
epidgeon@conservation.org

**Lovelock, Catherine** ([https://www.researchgate.net/profile/Catherine\\_Lovelock/info](https://www.researchgate.net/profile/Catherine_Lovelock/info)) Professor, School of Biological Sciences, University of Queensland, Brisbane, Australia - **BCI**  
c.lovelock@uq.edu.au

**Silliman, Brian** (<http://sillimanlab.com/>) Rachel Carson Professor of Marine Conservation Biology, Duke University, USA  
brian.silliman@duke.edu

**Ramos, Jorge** (<https://www.linkedin.com/in/jorge-ramos-ph-d-b71bb9140/>) Center for Oceans, Conservation International, Washington, USA – **BCI**  
jramos@conservation.org

Annexe B. Paramètres environnementaux influençant la séquestration de carbone dans les habitats côtiers végétalisés (Macreadie *et al.*, 2017)

PI Macreadie *et al.* – Supporting Information

**WebTable 1. Summary of the key environmental processes influencing blue carbon sequestration in vegetated coastal habitats (VCHs; seagrasses, tidal marshes, and mangroves), how they influence blue carbon sequestration (including examples from the literature), and their amenability to being altered by resource managers for the purpose of improving blue carbon sequestration**

Environmental changes that influence blue carbon sequestration	Positive or negative influence on blue carbon sequestration and mechanism(s) <sup>1</sup> of influence	Amenability to management control
Warming	<p><b>Negative</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Increased microbial metabolism leading to enhanced decomposition of blue carbon stocks and their conversion into CO<sub>2</sub>, particularly during initial stages of warming prior to acclimation or when an optimal temperature is reached (Lovelock 2008; Pedersen <i>et al.</i> 2011; Kirwan and Mudd 2012)</li> </ul> <p><b>Positive</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Latitudinal mangrove expansion leading to increased blue carbon sequestration capacity (Kelleway <i>et al.</i> 2016)</li> <li>Depending on light regime, increased photosynthetic efficiency (resulting in greater plant productivity – higher autochthonous carbon production and greater carbon trapping capacity) for some species and locations up to a thermal optimum, after which a decline in growth could occur (Bulthuis 1987; McKee <i>et al.</i> 2012)</li> </ul>	<p><b>Low</b></p> <p>Cooler conditions would reduce benthic microbial activity, help regulate “normal” temperatures for plant photosynthesis, and limit poleward range shifts by mangroves, but this would require the slowing of global warming (by reducing climate change) and cooling the planet (eg geoengineering); these are currently among humanity’s greatest and boldest pursuits.</p>
Increasing CO <sub>2</sub>	<p><b>Positive</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Increased plant productivity and carbon assimilation for seagrasses and C3 mangrove and tidal marsh plants, while some C4 plants like <i>Spartina</i> sp show mixed responses (McKee <i>et al.</i> 2012; Russell <i>et al.</i> 2013)</li> <li>Increase belowground biomass that may ultimately contribute to the blue carbon stock and aid in elevation gains with sea-level rise<sup>2</sup></li> <li>Increase aboveground plant material available for trapping allochthonous blue carbon</li> </ul>	<p><b>Low</b></p> <p>CO<sub>2</sub> levels have increased by ~36% during the past 150 years due to human activities. Continued burning of fossil fuels will further increase atmospheric and aqueous CO<sub>2</sub> levels. Facilitating CO<sub>2</sub> increases for the purpose of blue carbon sequestration is counter to management control of warming.</p>
Increasing water-column depth (due to sea-level rise)	<p><b>Negative</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Landward migration of VCHs due to sea-level rise may reduce the areal extent of VCH available for blue carbon sequestration, and this may be exacerbated by coastal barriers (eg roads, houses, dykes) that limit shoreward migration.</li> <li>Shading and low production by seagrass (Orth <i>et al.</i> 2006)</li> <li>Erosion and inundation of mangrove roots (Gilman <i>et al.</i> 2007) and tidal marshes (Donnelly and Bertness 2001)</li> </ul>	<p><b>Low</b></p> <p>By the end of the 21st century, sea level is predicted to increase from 0.18 to 0.59 m (Solomon <i>et al.</i> 2007). Because sea-level rise is a complex and global issue, resource managers focus on adaptation instead of mitigation.</p>

Environmental changes that influence blue carbon sequestration	Positive or negative influence on blue carbon sequestration and mechanism(s) <sup>1</sup> of influence	Amenability to management control
Nutrient addition	<p><b>Negative</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Potential stimulation of decomposition of sediment blue carbon stocks (López <i>et al.</i> 1998; Antón <i>et al.</i> 2011)</li> <li>• Increased epiphyte load on seagrass leaves leading to reduced production (Burkholder <i>et al.</i> 2007)</li> </ul>	<p><b>Moderate</b></p> <p>Restricting anthropogenic nutrient inputs in eutrophication management efforts is complex but feasible. The number of success stories is rapidly increasing (Schindler 2006; Smith and Schindler 2009). Perhaps the greatest challenge from a management standpoint is getting infrastructure and policies in place to regulate nutrient inputs. From a science perspective, the challenge is defining what level of nutrient input is “too much”.</p>
Allochthonous organic carbon via runoff	<p><b>Positive</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Source of both particulate and dissolved organic carbon (POC and DOC) to blue carbon habitats</li> <li>• Refractory allochthonous inputs resistant to decomposition (Hedges <i>et al.</i> 1988; Canfield 1994; Nebbioso and Piccolo 2013)</li> </ul> <p><b>Negative</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Potential increased exposure to sedimentation, heavy metals, and other contaminants</li> <li>• Blue carbon species at risk to heavy metal toxicity (Kennish 2002)</li> </ul>	<p><b>High</b></p> <p>Restoration of fluvial inputs such as environmental flows and/or dam removal could be a relatively simple way to increase allochthonous input of carbon (Arthington and Zalucki 1998; Thame 2003). However, these structures often serve a social or economic purpose, which complicates their modification/removal for environmental reasons.</p>
Bioturbation	<p><b>Positive</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Burial of detritus and blue carbon biomass (Papasprou <i>et al.</i> 2005)</li> <li>• Removal of contaminants (Hedman <i>et al.</i> 2008)</li> <li>• Promotion of nutrient cycling (Hansen and Kristensen 1998; Kristensen 2000)</li> </ul> <p><b>Negative</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Loss of ancient blue carbon to the sediment surface or water column (Kristensen 2001; Wang <i>et al.</i> 2010)</li> <li>• Oxygenation of deeper sediments facilitating metabolism of refractory blue carbon (Bertics and Ziebis 2009)</li> <li>• Damage of belowground plant tissues (DeWitt 2009)</li> </ul>	<p><b>High</b></p> <p>Managing bioturbator populations is highly achievable, either directly or indirectly. In cases where infauna are detrimental to blue carbon stocks, the reinstatement of predatory trophic cascades has been successful (Lewis and Anderson 2012; Hughes <i>et al.</i> 2013). Conversely when they are beneficial to blue carbon habitats, “no-take” zones for harvested bioturbators can be implemented. However, for the latter option, the impact on the local fishery industry will need to be considered.</p>
Hydrological management – tidal exchange	<p><b>Positive</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Removal of flood gates or tide gates or the reduction of management for intermittently closed and open lakes and lagoons (ICOLLs) leading to expansion of blue carbon habitats, particularly in the face of sea-level rise (Howe <i>et al.</i> 2009; Rogers <i>et al.</i> 2013)</li> </ul> <p><b>Negative</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Increased methane emissions through dilution of sulfates in the upper estuary (Weston <i>et al.</i> 2014)</li> <li>• High flow resulting in increased erosion of plants or soil carbon and reductions in submerged plant production through increased turbidity (Cabaco <i>et al.</i> 2008)</li> </ul>	<p><b>High</b></p> <p>Similar to restoring fluvial inputs, re-establishing tidal exchange is highly amendable, maybe even more so, since a substantial number of these flood/tide gates have already been assessed as easily modifiable (Williams and Watford 1996, 1997).</p>

Environmental changes that influence blue carbon sequestration	Positive or negative influence on blue carbon sequestration and mechanism(s) <sup>1</sup> of influence	Amenability to management control
Physical disturbance (eg dredging, boat activities, deforestation, etc)	<p><b>Negative</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Habitat loss and resuspension of sediments causing buried OC to be lost from the systems or subjected to increased decomposition (Graca <i>et al.</i> 2004; Donato <i>et al.</i> 2011)</li> <li>Increased respiration and oxygen demand (Wainright and Hopkinson 1997) and decreased light levels for submerged habitats</li> </ul>	<p><b>High</b></p> <p>The reduction in anthropogenic disturbances is quite achievable with the implementation and continued use of “best-practices”, particularly in regions near blue carbon habitats.</p>

**Notes:** <sup>1</sup>The list of possible mechanisms and examples provided here are not meant to be exhaustive. Rather, we have listed the key mechanisms. <sup>2</sup>More relevant to vegetated coastal habitats that contribute high amounts of plant structural material to blue carbon stocks, such as tidal marshes.

#### WebReferences

- Antón A, Cebrían J, Heck KL, *et al.* 2011. Decoupled effects (positive to negative) of nutrient enrichment on ecosystem services. *Ecol Appl* **21**: 991–1009.
- Arthington AH and Zalucki JM. 1998. Comparative evaluation of environmental flow assessment techniques: review of methods. Canberra, Australia: Land and Water Resources Research and Development Corporation. Report 0642267464.
- Bertics VJ and Ziebis W. 2009. Biodiversity of benthic microbial communities in bioturbated coastal sediments is controlled by geochemical microniches. *ISME J* **3**: 1269–85.
- Bulthuis DA. 1987. Effects of temperature on photosynthesis and growth of seagrasses. *Aquat Bot* **27**: 27–40.
- Burkholder JM, Tomasko DA, and Touchette BW. 2007. Seagrasses and eutrophication. *J Exp Mar Biol Ecol* **350**: 46–72.
- Cabaco S, Santos R, and Duarte CM. 2008. The impact of sediment burial and erosion on seagrasses: a review. *Estuar Coast Shelf S* **79**: 354–66.
- Canfield DE. 1994. Factors influencing organic carbon preservation in marine sediments. *Chem Geol* **114**: 315–29.
- DeWitt TH. 2009. The effects of bioturbation and bioirrigation on seagrasses. Newport, OR: Western Ecology Division, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, US Environmental Protection Agency.
- Donato DC, Kauffman JB, Murdiyasar D, *et al.* 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nat Geosci* **4**: 293–97.
- Donnelly JP and Bertness MD. 2001. Rapid shoreward encroachment of salt marsh cordgrass in response to accelerated sea-level rise. *P Natl Acad Sci USA* **98**: 14218–223.
- Gilman E, Ellison J, and Coleman R. 2007. Assessment of mangrove response to projected relative sea-level rise and recent historical reconstruction of shoreline position. *Environ Monit Assess* **124**: 105–30.
- Graca B, Burska D, and Matuszewska K. 2004. The impact of dredging deep pits on organic matter decomposition in sediments. *Water Air Soil Poll* **158**: 237–59.
- Hansen K and Kristensen E. 1998. The impact of the polychaete *Nereis diversicolor* and enrichment with macroalgal (*Chaetomorpha linum*) detritus on benthic metabolism and nutrient dynamics in organic-poor and organic-rich sediment. *J Exp Mar Biol Ecol* **231**: 201–23.
- Hedges JJ, Clark WA, and Cowie GL. 1988. Fluxes and reactivities of organic matter in a coastal marine bay. *Limnol Oceanogr* **33**: 1137–52.
- Hedman JE, Bradshaw C, Thorsson MH, *et al.* 2008. Fate of contaminants in Baltic Sea sediments: role of bioturbation and settling organic matter. *Mar Ecol-Prog Ser* **356**: 25.
- Howe AJ, Rodrigues JF, and Saco PM. 2009. Surface evolution and carbon sequestration in disturbed and undisturbed wetland soils of the Hunter Estuary, southeast Australia. *Estuar Coast Shelf Sci* **84**: 75–83.
- Hughes BB, Eby R, Van Dyke E, *et al.* 2013. Recovery of a top predator mediates negative eutrophic effects on seagrass. *P Natl Acad Sci USA* **111**: 3644.
- Kelleway JJ, Saintilan N, Macreadie PI, *et al.* 2016. Seventy years of continuous encroachment substantially increases ‘blue carbon’ capacity as mangroves replace intertidal salt marshes. *Glob Change Biol* **22**: 1097–109.
- Kemish MJ. 2002. Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environ Conserv* **29**: 78–107.
- Kirwan ML and Mudd SM. 2012. Response of salt-marsh carbon accumulation to climate change. *Nature* **489**: 550–53.
- Kristensen E. 2000. Organic matter diagenesis at the oxic/anoxic interface in coastal marine sediments, with emphasis on the role of burrowing animals. *Hydrobiologia* **426**: 1–24.
- Kristensen E. 2001. Impact of polychaetes (*Nereis* spp. and *Arenicola marina*) on carbon biogeochemistry in coastal marine sediments. *Geochim T* **2**: 92.
- Lewis LS and Anderson TW. 2012. Top-down control of epifauna by fishes enhances seagrass production. *Ecology* **93**: 2746–57.
- López NI, Duarte CM, Vallespinos F, *et al.* 1998. The effect of nutrient additions on bacterial activity in seagrass (*Posidonia oceanica*) sediments. *J Exp Mar Biol Ecol* **224**: 155–66.
- Lovelock CE. 2008. Soil respiration and belowground carbon allocation in mangrove forests. *Ecosystems* **11**: 342–54.
- McKee K, Rogers K, and Saintilan N. 2012. Response of salt marsh and mangrove wetlands to changes in atmospheric CO<sub>2</sub>, climate, and sea level. In: Middleton BA (Ed). Global change and the function and distribution of wetlands. New York, NY: Springer.
- Nebbio A and Piccolo A. 2013. Molecular characterization of dissolved organic matter (DOM): a critical review. *Anal Bioanal Chem* **405**: 109–24.
- Orth RJ, Carruthers TJ, Dennison WC, *et al.* 2006. A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience* **56**: 987–96.
- Papasprou S, Gregersen T, Cox RP, *et al.* 2005. Sediment properties and bacterial community in burrows of the ghost shrimp *Pestarella tyrrhena* (Decapoda: Thalassinidea). *Aquat Microb Ecol* **38**: 181–90.
- Pedersen MO, Serrano O, Mateo MA, and Holmer M. 2011. Temperature effects on decomposition of a *Posidonia oceanica* mat. *Aquat Microb Ecol* **65**: 169–82.
- Rogers K, Saintilan N, and Copeland C. 2013. Managed retreat of saline coastal wetlands: challenges and opportunities identified from the Hunter River Estuary, Australia. *Estuar Coast* **37**: 67–78.
- Russell BD, Connell SD, Uthicke S, *et al.* 2013. Future seagrass beds: can increased productivity lead to increased carbon storage? *Mar Pollut Bull* **73**: 463–69.
- Schindler DW. 2006. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnol Oceanogr* **51**: 356–63.
- Smith VH and Schindler DW. 2009. Eutrophication science: where do we go from here? *Trends Ecol Evol* **24**: 201–07.
- Solomon S, Qin M, Manning M, *et al.* 2007. Contribution of the Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, UK and New York, NY: Cambridge University.
- Tharme RE. 2003. A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Res Appl* **19**: 397–441.
- Wainright S and Hopkinson C Jr. 1997. Effects of sediment resuspension on organic matter processing in coastal environments: a simulation model. *J Marine Syst* **11**: 353–68.
- Wang JQ, Zhang XD, Jiang LF, *et al.* 2010. Bioturbation of burrowing crabs promotes sediment turnover and carbon and nitrogen movements in an estuarine salt marsh. *Ecosystems* **13**: 586–99.
- Weston NB, Neubauer SC, Velinsky DJ, and Vile MA. 2014. Net ecosystem carbon exchange and the greenhouse gas balance of tidal marshes along an estuarine salinity gradient. *Biogeochemistry* **120**: 163–89.
- Williams R and Watford F. 1996. An inventory of impediments to tidal flow in NSW estuarine fisheries habitats. *Wetlands (Australia)* **15**: 44–54.
- Williams R and Watford F. 1997. Identification of structures restricting tidal flow in New South Wales, Australia. *Wetl Ecol Manag* **5**: 87–97.